REVISTA
CIENCIAS NATURALES
Facultad de Ciencias Naturales · Universidad Nacional de Salta

e-ISSN 2953-5441
Vol. 2(1): 36-46

ARTÍCULO

Variación Fitoplanctónica del Embalse Campo Alegre (Salta) Luego de 15 Años

Phytoplankton Variation in Campo Alegre Reservoir (Salta) After 15 Years

Lucía Laureano[1], Florencia Alvarez Dalinger[1, 2*], Liliana Moraña[1], & Claudia Borja[1]

1. Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta, Av. Bolivia 5150 (A4408FVL) Salta, Argentina.
2. CCT-CONICET (Centro Científico Tecnológico-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas), Salta, Argentina. *floralvarezdalinger0@gmail.com

Resumen

El embalse Campo Alegre se encuentra ubicado en el departamento La Caldera (Salta, Argentina). En el año 2021 se instaló una planta potabilizadora anexa al mismo para utilizar sus aguas para abastecimiento de una población de 200.000 personas. Se plantearon los siguientes objetivos: 1) Analizar la estructura y dinámica del fitoplancton en el embalse Campo Alegre (Salta), identificando los parámetros físicos y químicos que influyen en el mismo, y 2) Determinar si el embalse ha experimentado cambios significativos en su calidad luego de 15 años. Se realizaron 3 muestreos en el período I (años 2007-08) y 3 en el período II (años 2022-23) en los meses estivales, considerando dos sitios, P= presa y C= cola del embalse. Las muestras se extrajeron a la profundidad del disco de Secchi. Se analizaron los parámetros físicos y químicos según normas de la APHA (2005) y recuentos de fitoplancton según técnica de Utermöhl (1958). Los parámetros físicos y químicos que se diferenciaron entre períodos fueron pH, turbidez, alcalinidad, DQO y P-PRS, y entre los biológicos, fueron clorofila a, abundancia de dinofíceas y riqueza específica. Las abundancias de fitoplancton total no presentaron diferencias significativas, aunque se observó un cambio en la composición de la comunidad entre períodos, durante el período I se destacaron los dinoflagelados con *Ceratium hirundinella* como especie dominante; mientras que en el período II dominaron las clorófitas. Se observó una disminución importante en la riqueza entre períodos, lo que puede estar indicando una pérdida de la calidad del agua del embalse 15 años después. Al utilizarse en la actualidad para agua de consumo, se torna indispensable realizar monitoreos continuos de la calidad física, química y biológica de las aguas del embalse.

Palabras Clave: Calidad de aguas; *Ceratium hirundinella;* Campo Alegre (Salta, Argentina); Limnología

Abstract

Campo Alegre Reservoir is located in La Caldera district (Salta, Argentina). In 2021, a water treatment plant was annexed to it in order to to use its waters for the supply of a population of 200,000 people. The following objectives were set: 1) Analyze the structure and dynamics of phytoplankton in Campo Alegre Reservoir (Salta), identifying the physical and chemical parameters that influence it, and 2) Determine if the reservoir has undergone significant changes in its quality after 15 years. Three samplings were carried out in Period I (years 2007-08) and three in Period II (years 2022-23) during the summer months, considering 2 sites, P= dam and C= tail of the reservoir. Samples were taken at the depth of the Secchi disk. Physical and chemical parameters were analyzed following APHA guidelines (2005), and phytoplankton counts were done using the Utermöhl technique (1958). The physical and chemical parameters that differed between periods were pH, turbidity, alkalinity, COD, and P-PRS, and among the biological parameters, were chlorophyll a, dinoflagellate abundance, and species richness. Total phytoplankton abundances did not display significant differences, although there was a change in the community composition between periods; dinoflagellates with *Ceratium hirundinella* as the dominant species stood out in Period I, while chlorophytes dominated in Period II. A significant decrease in richness between periods was observed, indicating a potential loss of water quality in the reservoir after 15 years. As it is currently used for drinking water, continuous monitoring of the physical, chemical, and biological quality of the reservoir's water is essential.

Keywords: Campo Alegre (Salta, Argentina), *Ceratium hirundinella*, Limnology, Water quality

Laureano, L., Alvarez Dalinger, F., Moraña, L., & Borja, C. (2024). Variación Fitoplanctónica del Embalse Campo Alegre (Salta) Después de 15 Años. Revista Ciencias Naturales, 2(1), 36–46.

Recibido: 15/10/2023 Aceptado: 20/2/2024 Publicado: 15/3/2024 Editora: Olga Martínez

INTRODUCCION

Las proyecciones climáticas realizadas por expertos aportan suficiente evidencia para afirmar que los recursos de agua dulce son vulnerables (IPCC, 2007). Algunas predicciones marcan que en las próximas décadas los ríos, lagos y embalses experimentarán aumento de la temperatura, alteraciones en los procesos de mezcla y estratificación de la columna de agua, y la consiguiente distribución de los nutrientes (Carey *et al.*, 2012; Winder & Sommer, 2012).

Una de las principales amenazas de los embalses son los procesos de eutrofización. Este enriquecimiento de nutrientes es muy común y ha sido reportado en numerosos cuerpos de agua argentinos. Una consecuencia importante de la eutrofización es el desarrollo de floraciones de algas y cianobacterias. Si bien la eutrofización puede ser un fenómeno natural, la mayoría responde a un origen antrópico y representan una grave amenaza para el uso y la sostenibilidad de nuestros recursos de agua dulce (Rosso & Giannuzzi, 2017). Entre las principales causas antropogénicas que contribuyen al enriquecimiento de nutrientes se encuentran el vertido de efluentes domésticos e industriales y el uso desmedido de fertilizantes nitrogenados que luego por lixiviación y arrastre llegan a los cuerpos de agua (Reynolds, 1984; Rosso & Giannuzzi, 2017).

El fitoplancton es un grupo polifilético de organismos fotosintéticos, principalmente unicelulares, que se encuentra en suspensión en aguas dulces y/o saladas. En muchos casos, el fitoplancton se utiliza como indicador de la calidad del agua y/o de la degradación biológica de los ambientes acuáticos. En este sentido, el manejo antrópico del embalse artificial influye en la dinámica de las comunidades fitoplanctónicas, pudiendo incluso ser diferente a la dinámica observada en sistemas naturales de similares características pero carentes de manejo antrópico.

Estos embalses proveen de diversos servicios ecosistémicos a la mayor parte de la población de la región, cuyas actividades están contribuyendo actualmente al deterioro de estos cuerpos de agua de manera significativa. Este deterioro se manifiesta en un alto grado de enriquecimiento de nutrientes, que ha llevado a un cambio en el estado trófico de los cuerpos de agua. Además, se han observado concentraciones elevadas de nutrientes, clorofila y floraciones frecuentes de algas y cianobacterias, como se documenta en el trabajo de Salusso & Moraña (2000). Otro de los efectos indeseados son las floraciones de cianobacterias de cepas que liberan cianotoxinas, que pueden tener efectos importantes sobre la fauna y el ser humano (Gianuzzi *et al.*, 2011). Como resultado de estos procesos, la calidad del agua puede experimentar una degradación, que podrá afectar tanto a sus usos actuales como a los futuros.

Los objetivos de este estudio son dos, analizar la estructura y dinámica del fitoplancton en el embalse Campo Alegre (Salta), identificando los parámetros físicos y químicos que influyen en el mismo, y determinar si el embalse ha experimentado cambios significativos en su calidad después de un período de 15 años.

MATERIALES Y METODOS

Área de Estudio

El embalse Campo Alegre, también conocido como dique Ing. Alfonso Peralta, se encuentra en la provincia de Salta, a 5 km de la localidad La Caldera (24°33´44,76´´S, 65° 22´5,75´´W) (Fig.1). El clima en la zona es subtropical serrano con estación seca (Tabla 1).

El embalse fue construido en la década del 70 y desde entonces se utiliza principalmente para el riego de campos durante los meses de estiaje (agosto a diciembre) restringiendo así su nivel hidrométrico. Por otra parte, en el embalse también se realizan actividades recreativas incluidas la natación, la pesca y otros deportes acuáticos. En el año 2021 culminó la instalación de una nueva planta potabilizadora que se estima proveerá a

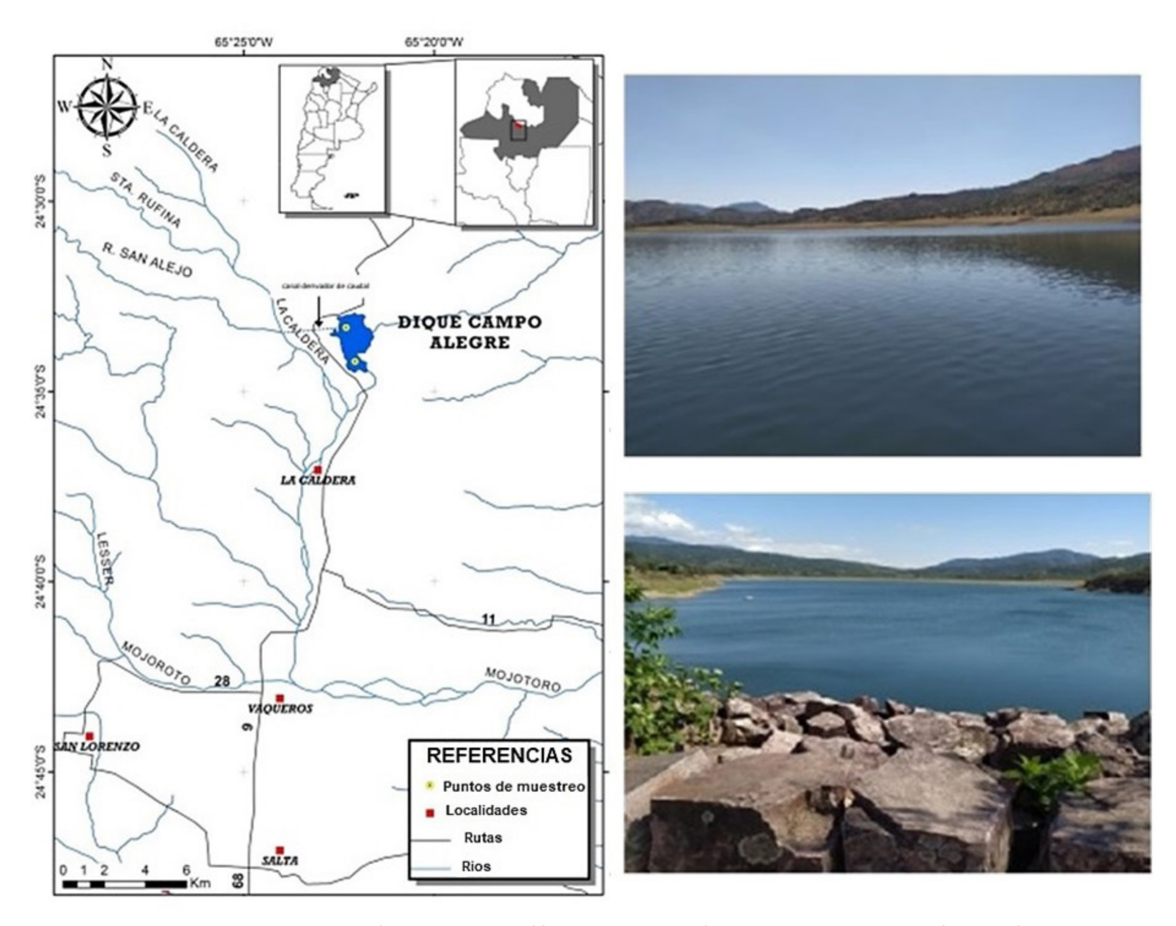


Figura 1. Ubicación del embalse Campo Alegre (Salta, Argentina), sitios de muestreo y fotografías del lugar.

Altitud (m.s.m)	Área (km2)	Volumen (hm3)	Profundidad (m)	Precipitación anual (mm)	T (°C) media anual
1398	3,15	44	14,4	684	14,6

Tabla 1. Características del embalse Campo Alegre (Salta, Argentina).

aproximadamente 200.000 habitantes de la ciudad de Salta y localidades de La Caldera y Vaqueros para el año 2038. Si bien aún no se encuentra en funcionamiento pleno, ya se han realizado estudios para comprobar la eficiencia de remoción de algas y cianobacterias utilizando procesos de ozonificación, lo cual es una novedad en los sistemas de tratamiento salteños (Salusso & Moraña, 2023).

Muestreos

Se realizaron tres muestreos en el período I (octubre, noviembre de 2007 y febrero de 2008) y período II (octubre, noviembre de 2022 y febrero de 2023), considerando 2 sitios del embalse; presa (24°34’28.82”S; 65°22’2,99”O) y cola (24°33’25.54”S; 65°22’11,06”O). Se consideró “Cola” al ingreso del afluente y “Presa” a la zona más profunda central cercana al muro de contención. Las muestras se extrajeron a la profundidad del disco de Secchi.

Variables físicas y químicas

En todos los muestreos se realizó el perfil térmico (°C) del embalse con sensor multiparamétrico Orión para determinar si existía estratificación de la columna de agua, se midió también la conductividad

eléctrica (µS/cm) y el pH con sensor Cole Parmer pH/CON10, la turbidez (NTU) con turbidímetro portátil HACH 2100P y oxígeno disuelto (mg/L) con oxímetro HACH. Las muestras para los análisis físicos, químicos y biológicos se obtuvieron con un muestreador Van Dorn a la profundidad del disco de Secchi, posteriormente se refrigeraron hasta su análisis.

En laboratorio se analizaron los siguientes parámetros físicos y químicos según técnicas normalizadas de la APHA (2005): Alcalinidad (mg $CaCO_3$/L), demanda química de oxígeno (DQO) (mg/L O_2), nutrientes (nitratos, nitritos, amonio y fósforo reactivo soluble (P-PRS), y clorofila a mediante la técnica de Scor-Unesco modificada (Cabrera Silva, 1984).

Análisis de fitoplancton

Las muestras para el análisis cualitativo se recogieron en subsuperficie con una red de malla de 30 µm y se fijaron con formaldehído al 4%. El análisis cuantitativo se realizó a partir de muestras tomadas a la profundidad del disco de Secchi, luego fueron fijadas en Lugol acidificado y almacenadas a 4°C hasta su análisis. Los recuentos se realizaron, después de la sedimentación durante 24 h, en cámaras combinadas usando un microscopio Zeiss L invertido siguiendo a Utermöhl (1958). En cada muestra se realizó el conteo hasta obtener al menos 100 individuos de las especies más frecuentes. Los resultados se expresaron en abundancia total (células/mL) y abundancias promedio. Las especies de mayor abundancia relativa (expresada en porcentaje) sobre el fitoplancton total se consideraron dominantes. Los organismos sin contenido celular no fueron considerados en el conteo. Las especies se identificaron mediante la captura de imágenes con una cámara digital Axio Cam1Cc3 y utilizando bibliografía especializada. La determinación de diatomeas se realizó empleando bibliografía de referencia (Krammer & Lange-Bertalot, 1988, 1991), para clorófitas Komárek & Fott, (1983), para euglenófitas Tell & Conforti (1986), y para cianobacterias Komárek & Anagnostidis (2005).

Toxinas

En el primer período las toxinas se cuantificaron utilizando el ensayo ELISA, con límite de detección de 0,147 µg/L y en el segundo período mediante el ensayo de inhibición de fosfatasa alcalina. Los ensayos de inhibición de la fosfatasa en el presente trabajo se realizaron utilizando el kit comercial CIANOTOX elaborado por el Instituto de Biociencias, Biotecnología y Biología Traslacional (Universidad Nacional de Buenos Aires). El kit presenta como límite de detección inferior 0,40 µg/L de Myc LR. Los resultados se expresan en equivalentes de Myc LR, aunque el test permite determinar la toxicidad de cualquier tipo de microcistina ya sean totales, libres o intracelulares. En este caso se consideraron las muestras obtenidas en la presa del embalse a la profundidad de 1 disco de Secchi en las 3 fechas, octubre, noviembre y diciembre. La cuantificación se realizó con la colaboración del Laboratorio de Química Biológica de la Universidad Nacional de Salta (UNSa).

Análisis Estadístico

El análisis de los datos se llevó a cabo utilizando el programa InfoStat versión 2013. A fin de contrastar diferencias en los promedios de las variables estudiadas entre ambos períodos de muestreo, se utilizó test de Student o la Prueba de Wilcoxon, según si los datos cumplieron con los supuestos de normalidad y homocedasticidad o no, respectivamente. Finalmente, se definieron *a priori* cuatro grupos de muestras considerando los diferentes períodos y sitios estudiados: I-P= muestras tomadas en el primer período en la presa, I-C= muestras tomadas en el primer período en la cola del embalse, II-P= muestras tomadas en el segundo período en la Presa y II-C= muestras tomadas en el segundo período en la cola del embalse; se utilizó un método de análisis multivariado, el Análisis Discriminante, con el objetivo de encontrar la combinación de variables que maximice la diferencia entre los grupos. En los casos en los que se consideraron abundancias promedio, estas fueron calculadas como los promedios

de las abundancias por embalse (presa y cola) y por período.

RESULTADOS

En el período I los parámetros pH, turbidez, alcalinidad y P-PRS fueron significativamente superiores, mientras que los registros de DQO fueron mayores en el período II (Tabla 2). La temperatura media del agua fue superior durante el primer período con 23,18 (±1,32°C) en comparación con el segundo período con 21,85 (±1,86°C). Por su parte el oxígeno disuelto fue levemente superior en el segundo período con 7,64 (±1,62 mg O_2/L) contra los 6,56 (±1,60 mg O_2/L) reportados durante el primer período de muestreo, éstos dos últimos parámetros no presentaron diferencias significativas.

En el caso del nitrógeno, el valor medio de NIS (NNO_2+NNO_3+NNH_3) en 2007-08 fue 0,32 (±0,12 mg/L), mientras que en 2022-23 alcanzó una media de 0,50 (±0,54 mg/L). En base a la relación N/P se registró limitación por nitrógeno en todas las muestras del primer período, y en la mayoría de las muestras recolectadas durante el segundo período, con excepción del muestreo de febrero de 2023 que evidenció limitación por fósforo.

Variables biológicas

Durante el primer período de muestreo, se identificó un total de 40 especies: Bacillariophyceae (11), Chlorophyta (15), Cyanobacteria (3), Cryptophyceae (5), Dinophyceae (3) y Euglenophyceae (3), los que estuvieron acompañados por otros fitoflagelados nanoplanctónicos (Fig. 2). De las especies identificadas, *Rhodomonas minuta* y *Ceratium hirundinella* estuvieron siempre presentes. Clorófitas y bacillariofíceas registraron el mayor número de especies, en tanto que los dinoflagelados representados principalmente por *C. hirundinella* aportaron las mayores abundancias.

Entre 2022 y 2023, se identificaron nueve especies del fitoplancton, correspondiendo a: Cyanobacteria (1), Dinophyceae (1), Euglenophyceae (2), Bacillariophyceae (2) y Chlorophyta (3). Durante este período, los valores más elevados de riqueza se registraron en el muestreo de octubre-22, especialmente en la presa con 9 especies, mientras que en los muestreos de noviembre-22 y febrero-23 la riqueza disminuyó considerablemente registrándose un máximo de 4 y 2 especies respectivamente. La única especie que se registró en todos los muestreos fue *Carteria multifilis.*

La abundancia media registrada en el embalse en 2022-23 fue de 7.800 (±11.538 ind/mL), con un máximo de 30.224 ind/mL observado en el muestreo de octubre-22, en el cual se registró una floración de *C. multifilis*. El grupo dominante del fitoplancton estuvo constituido por las clorófitas con una media de 7.543 (±11.155 ind/mL), el segundo grupo con mayor representación fueron los dinoflagelados con una abundancia media de 147 (±231 ind/mL). Los demás grupos fitoplanctónicos no superaron en ninguno de los muestreos el 2% de abundancia relativa. Las variables biológicas que evidenciaron diferencias significativas entre períodos se detallan en Tabla 3.

A pesar de no observarse diferencias significativas en la abundancia del fitoplancton total entre períodos, es notable la diferencia en abundancia absoluta de los diferentes grupos de algas y cianobacterias fitoplanctónicas entre ambos períodos de muestreo, con una dominancia de dinoflagelados en el período I, y una dominancia de clorófitas en el II.

Toxinas

No se detectaron toxinas en ninguno de los muestreos realizados. Estos resultados concuerdan con el hecho de que las cianobacterias siempre estuvieron pobremente representadas con abundancias promedio de 195 y 41 ind/mL en los períodos I y II respectivamente.

Análisis discriminante

El análisis discriminante realizado con la información de nutrientes presentó una tasa de error aparente promedio elevada (41,67 %), esto indica que no logró una correcta discriminación entre grupos. Por su parte,

Variable	Período	Media	Desvío	Test	p
pH	I	8,98	0,81	T=3,31	0,0079
	II	7,5	0,73		
Turbiedad	I	17,83	8,76	T=3,29	0,0167
	II	5,43	2,96		
Alcalinidad	I	65,9	6,85	T=2,89	0,0277
	II	39,83	21,02		
	II	89,22	36,78		
DQO	I	32,33	22,18	T=-2,36	0,0400
	II	70,34	32,63		
P-PRS	I	0,12	0,08	W= 55	0,0087
	II	0,02	0,02		

Tabla 2. Parámetros físicos, químicos y biológicos registrados embalse Campo Alegre (Salta, Argentina) en los períodos I y II (2007-08 y 2022-23) con diferencias significativas (p≤0.05). Datos de Presa y Cola en conjunto.

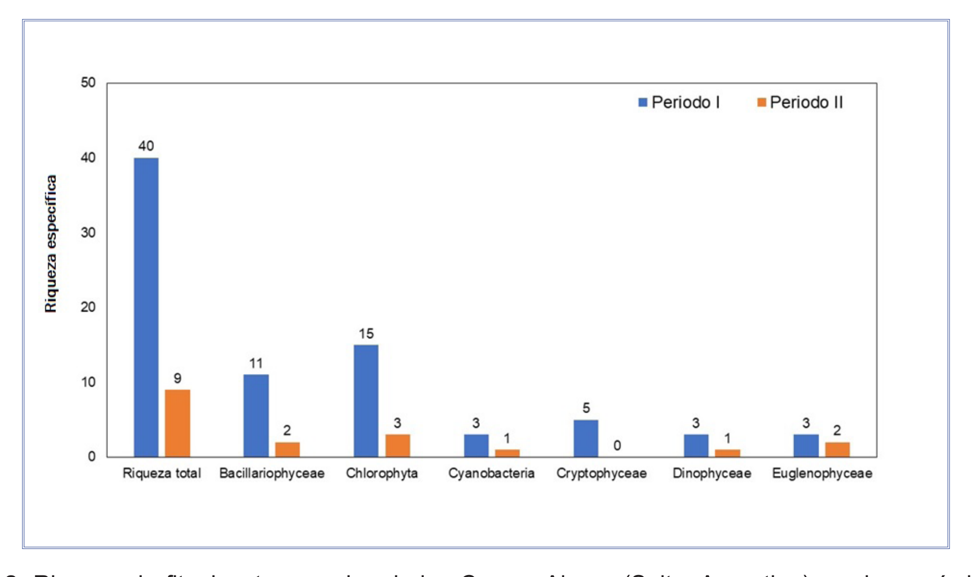


Figura 2. Riqueza de fitoplancton en el embalse Campo Alegre (Salta, Argentina), en los períodos I y II (2007-08 y 2022-23).

el análisis discriminante realizado con las variables físicas y químicas, sin tener en cuenta los nutrientes, concluyó que el primer eje canónico explicó el 95,58 % de la variación entre grupos, mientras que el segundo el 3,56 %. Entre ambos ejes canónicos (1 y 2) se logró la discriminación de los cuatro grupos de datos (Fig. 3). Las variables más importantes para la discriminación en el eje canónico 1 fueron la conductividad (-6,36), la DQO (6,31), la turbiedad (-2,49) y la alcalinidad (1,61). Las muestras de aguas del primer período se situaron en la región negativa de este eje canónico, y se caracterizaron por tener menores registros de DQO y mayores de conductividad y turbiedad, mientras que las obtenidas en el segundo período situadas hacia la región positiva del eje, mostraron mayores registros de DQO y menores de conductividad y turbiedad. La tasa de error de clasificación fue de cero en todos los grupos.

Variable	Período	Media	Desvío	Test	p
Diatomeas	I	87,50	101,20	W= 52	0,0346
	II	36,83	90,22		
Clorófitas	I	22,50	19,91	W= 21	0,0022
	II	7.543,17	11.155,69		
Dinofíceas	I	1.836,33	1.535,99	T=2,66	0,0447
	II	147,67	231,30		
Riqueza	I	10,33	2,66	T=4,27	0,0016
	II	3,50	2,88		

Tabla 3. Variables biológicas registradas en el embalse Campo Alegre (Salta, Argentina) en los períodos I y II (2007-08 y 2022-23) con diferencias significativas (p≤0.05). Datos de Presa y Cola en conjunto.

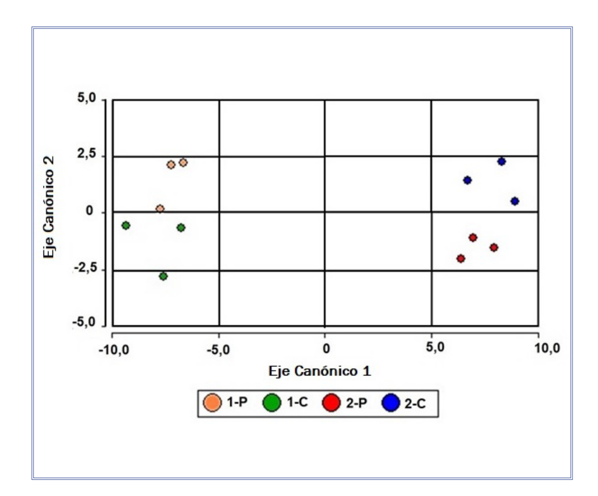


Figura 3. Análisis discriminante utilizando variables físicas y químicas en el embalse Campo Alegre (Salta, Argentina): P=Presa, C=Cola. I=Período I, II=Período II.

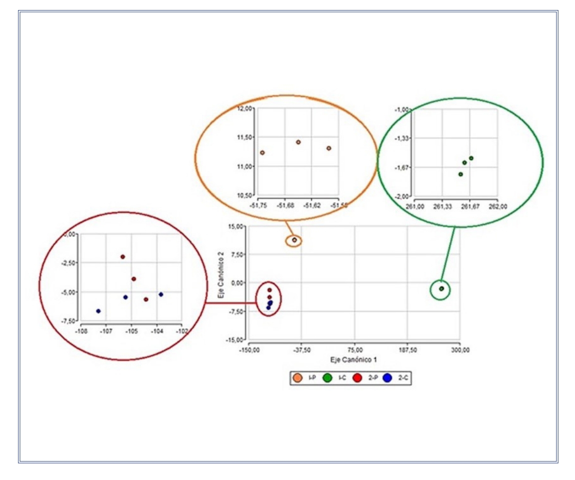


Figura 4. Análisis discriminante utilizando variables biológicas en el embalse Campo Alegre (Salta, Argentina): P=Presa, C=Cola. I=Período I, II=Período II.

El análisis discriminante realizado con las variables biológicas (abundancias de cianobacterias, diatomeas, clorofitas, euglenofíceas, dinofíceas, criptofíceas, y riqueza de especies), concluyó que el primer eje canónico explicó el 99,81 % de la variación entre grupos, mientras que el segundo el 0,19 %. Entre ambos ejes canónicos (1 y 2) se logró discriminar los cuatro grupos de datos (Fig. 4). Las variables de mayor peso en la construcción del eje canónico 1 fueron las abundancias de clorofitas y de dinoficeas. Las muestras de aguas del período II se situaron en la región negativa de ambos ejes canónicos, y se caracterizaron por tener mayores abundancias de clorofitas, mientras que las obtenidas en el período I se situaron hacia las regiones positivas de ambos ejes y mostraron mayores abundancias de dinoflagelados. La tasa de error aparente promedio fue baja (8,33 %). La información aportada por las variables biológicas consideradas explicó satisfactoriamente la variación existente entre grupos, definidos según período y sitio de muestreo.

DISCUSION

Los embalses más estudiados desde el punto de vista limnológico se encuentran en la zona más productiva del país, en donde existen intensos monitoreos que sugieren tendencias de aparición de floraciones y especies

invasoras. Estos esfuerzos de muestreo tan dispares reflejan la importancia de lograr una readecuación de los sistemas de monitoreo locales, así como también la necesidad de contar con una base de datos a nivel nacional unificada, especialmente para cuerpos de agua utilizados para potabilización (Ramírez *et al.*, 2022).

El embalse Campo Alegre ha sido estudiado en algunas oportunidades en el pasado y se han reportado floraciones de cianobacterias y de dinoflagelados (Smolko *et al.*, 2007; Borja *et al.*, 2021). El hecho de que el embalse en la actualidad se utilice para provisión de agua potable exige monitoreos y controles más intensos. Se espera que las aguas del Campo Alegre abastezcan a unas 200.000 personas, de tres municipios salteños: las zonas norte, este, sureste y parte del centro de Capital, además de las localidades de La Caldera y Vaqueros. Además, se espera que, con la construcción de un nuevo módulo, tenga una capacidad diaria de 120.000 m^3 y entonces alimente a 500.000 habitantes.

La aparición de floraciones puede comprometer seriamente la calidad del recurso y sus posibles usos, además en algunos casos, el manejo del embalse puede favorecer la proliferación de algas y cianobacterias; los procesos de extracción generan una mezcla del agua con resuspensión de material depositado en el fondo, y con ello de nutrientes. Además, la extracción de grandes cantidades de agua en períodos de sequía puede llevar a una concentración del material en suspensión.

Estudios anteriores (Smolko *et al.*, 2007; Borja, 2011;) han mostrado una tendencia hacia pH alcalinos durante los años 1995-97 (pH promedio 7,99), 2006-07 (pH promedio 8,45), 2007-8 (pH promedio 8,90), 2009-10 (pH promedio 8,65) como resultado de la proliferación de algas. Sin embargo, los valores registrados en 2022-23 contrastan con los anteriores, ya que el pH medio fue de 7,5 (±0,73). La aparición de algas y cianobacterias con elevadas abundancias tiende a elevar el pH, alcalinizando las aguas. El hecho que en años anteriores la biomasa fitoplanctónica fue superior puede explicar los mayores valores de pH (Borja *et al.*, 2011).

La alcalinidad del embalse varió entre los 25 y 67,09 mg $CaCO_3$/L. Se sabe que a valores inferiores a 50 mg $CaCO_3$/L la capacidad buffer o amortiguadora se encuentra comprometida, situación que se observó en todas las muestras recolectadas en octubre y noviembre-22 (Roldán Pérez, 1992). En las muestras de febrero-23 se observaron mayores valores de alcalinidad.

En cuanto a los nutrientes y el estado trófico, se observó mayoritariamente limitación por nitrógeno, a excepción de los muestreos realizados en febrero del 2023. El efecto de las precipitaciones puede explicar esto último, el nitrógeno no fue limitante debido al aporte de materia orgánica e inorgánica luego de las precipitaciones que aumentaron las formas inorgánicas de amonio y nitrato. El principal aporte de nutrientes al embalse sería alóctono, y se vincularía a la actividad agrícola de la región, con mayor incidencia en el período de lluvias de verano.

La riqueza de especies encontrada resultó muy inferior a lo informado en 2019-20 con 326 especies (Salusso & Moraña, 2023) o las 40 registradas en 2007-08 (Borja, 2011). La abundancia media registrada en el período II fue de 7.800 (± 11.538 ind/mL), con las clorófitas como dominantes siempre manteniéndose por encima del 89% de la abundancia total. En comparación a los resultados de los muestreos de 2007-08 si bien no se observaron diferencias significativas, en particular en el muestreo de octubre-22 se registró una floración de pequeñas clorófitas flageladas cuyas abundancias en la cola y presa del embalse superaron las 10.000 y 30.000 cel./mL, respectivamente, asociado a las menores concentraciones de NIS registradas en los tres muestreos de este período. Es sabido que, ante la escasez de nutrientes, las pequeñas algas son favorecidas por su relación superficie/volumen, y presentar estructuras que les permiten desplazarse en la columna de agua.

Se registraron durante los años 2006 y 2007 grandes concentraciones de especies indeseables como *Microcystis aeruginosa* y *C. hirundinella* (Smolko *et al.*, 2007), con una floración importante de esta última especie. En el período 2022-23, se registró *C. hirundinella* en muy bajas abundancias; se encontró solo una especie de cianobacteria durante el mes de octubre, a diferencia de 2019-20 cuando las cianobacterias dominaron en el verano (Salusso & Moraña, 2023). Muchos autores han reportado que las especies *C. hirundinella* y *Ceratium furcoides* son especies invasoras en sistemas de aguas continentales en todo el mundo (Lacerda Macedo *et al.*, 2021). La distribución de la especie *C. hirundinella* se encuentra bien documentada en el hemisferio Norte, mientras que, en el hemisferio Sur, los datos disponibles son limitados y comenzaron a recopilarse recién en la década de los 90. En particular, en Argentina, los primeros registros de la presencia de *C. hirundinella* según el informe de Thomasson (1963) fueron en las provincias de Neuquén, Río Negro y Buenos Aires, como indican Guerrero & Echenique (1997). Además, se ha observado su presencia de manera invasiva en embalses y ríos en las regiones central y norte del país, como se ha documentado en los estudios de Margalef (1983), Boltovskoy (2005) y Meichtry *et al.*, (2014). Actualmente, la especie se ha reportado en Santa Fe, Entre Ríos, Córdoba, San Luis, Catamarca, Salta, Jujuy, Tucumán y Santiago del Estero, ya sea en pequeñas cantidades de individuos o formando floraciones, como se ha registrado en los trabajos de Mac Donagh *et al.* (2005), Silverio *et al.* (2009), Martínez de Marco (2018) y Borja *et al.* (2021) entre muchos otros.

Durante el período 2007-08 la biomasa evaluada en términos de la concentración de clorofila *a* alcanzó un valor promedio de 105,69 mg/m^3 con un máximo de 149,79 mg/m^3. En el período II, la concentración media de clorofila para el embalse fue 34,31 mg/m^3, lo que representa menos de la tercera parte del registro del período I. *C. hirundinella* es una de las especies de mayor tamaño del fitoplancton por lo que aporta mayor biovolumen que las demás especies fitoplanctónicas. El hecho de que el embalse en el período I estuviera dominado por *C. hirundinella* puede explicar estas diferencias.

Los resultados de los períodos estudiados (I y II), en relación a los reportados por Salusso & Moraña (2023) en muestreos realizados entre 2020-21, evidencian que el embalse ha sufrido un empobrecimiento en cuanto a la riqueza de la comunidad fitoplanctónica. Esta disminución de la riqueza de especies sugeriría que el embalse puede ver comprometida su resiliencia y ser más vulnerable a disturbios ambientales intensos o prolongados (Reynolds, 2006).

No se detectaron toxinas en ninguno de los períodos analizados. Si bien no se detectaron floraciones de cianobacterias en nuestros muestreos que pudieran justificar la cuantificación de cianotoxinas, se sabe que las cianotoxinas son compuestos muy estables y que pueden permanecer disueltas en el cuerpo de agua durante meses, incluso cuando la floración ya no se encuentra en la columna de agua. Es por esto, y sumado a que el embalse se destina a consumo de agua, que el análisis fue llevado a cabo.

La planta potabilizadora del embalse Campo Alegre cuenta actualmente con el sistema de ozonificación del agua, mediante el cual buscan disminuir la biomasa fitoplanctónica. Los resultados de Salusso & Moraña (2023) muestran que la capacidad de remoción de algas por el proceso de ozonización produjo una importante reducción de la densidad de algas, en particular de Cyanobacteria, Zygnematoficeae, Euglenophyceae y Cryptophyceae, que en todos los casos superó el 50%. Los recuentos del fitoplancton se vuelven esenciales para poder continuar evaluando la eficiencia del tratamiento del agua extraída del embalse.

CONCLUSIÓN

El embalse Campo Alegre presentó una importante disminución en la riqueza fitoplanctónica entre el período 2007-08 y 2022-23, lo que puede traducirse en una mayor

susceptibilidad ante impactos antrópicos. En ambos períodos de muestreo se reportó la presencia de la especie *C. hirundinella*, (aunque con diferentes densidades), clasificada como especie invasora por numerosos autores de todo el mundo. La instalación y puesta en marcha de la planta potabilizadora anexa y el tratamiento con ozono, pueden generar impactos mayores en la comunidad fitoplanctónica del embalse, lo cual debe monitorearse regularmente, es por esto que nuestros resultados son útiles para evaluar la calidad del cuerpo de agua a futuro.

AGRADECIMIENTOS

Las autoras agradecen al Consejo de Investigación de la UNSa por los subsidios otorgados, al Club de Regatas Güemes y al personal de la División Lacustre de la policía de la provincia de Salta por su colaboración en la realización de los muestreos, así también al laboratorio de Calidad de Aguas y de Química Biológica de la Facultad de Ciencias Naturales (UNSa) por su colaboración en el proceso de trabajo y cuantificación de toxinas respectivamente, y a los revisores por sus aportes que mejoraron sustancialmente nuestro trabajo.

REFERENCIAS

APHA. (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. 21a ed. American Public Health Association/ American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC.

Boltovskoy, A. (2005). *Ceratium hirundinella* Schrank: Un dinoflagelado invasor en lagos y embalses. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 40, 1- 9. https://doi.org/10.31910/rudca.v21.n1.2018.686

Borja, C. N. (2011) *Fitoplancton de los principales cuerpos leníticos de la provincia de Salta* (Tesis Magíster en Recursos Naturales y Medio Ambiente, Universidad Nacional de Salta).

Borja, C. N, Salusso, M. M., & Moraña, L., B. (2021). Dinámica del fitoplancton en reservorios del noroeste argentino (Salta). *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 58, 1-1. https://doi.org/10.23818/limn.28.08

Cabrera Silva, S. (1984). Estimación de clorofila a y feopigmentos. Una revisión metodológica. Programa sobre el hombre y la biosfera., 2, 224-226. UNESCO.

Carey, C. C., Ibelings, B. W., Hoffmann, E. P., Hamilton, D. P., & Brookes, J. D. (2012). Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. *Water research*, 46, 1394-1407. https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.016

Guerrero, J. M., & Echenique, R. (1997). *Ceratium hirundinella* blooms in Argentine reservoirs. *Harmful Algae News*, 1, 16- 3.

IPCC, (2007). *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Parry, M., Canziani, O., Palutikof, J., van der Linden, J., Hanson, C. (Eds.) Cambridge, Reino Unido, Cambridge University Press.

Komárek, J., & Anagnostidis, K. (2005). Cyanoprokaryota. 2. Oscillatoriales. En B. Büdel., L. Krienitz, G. Gärtner & M. Schagerl (Eds.), *Süßwasser flora vonMitteleuropa*, 19, 1-758.

Krammer K., & Lange-Bertalot, H. (1986). Bacillaríophyceae, 1. Teil: Naviculaceae. En H. Ettl, G. Gärtner, G. H. Heynig, & D. Mollenhaver (Eds.), *Süßwasserfloravon Mitteleuropa*, 1, 1-876.

Krammer, K. and H. Lange-Bertalor. (1991). Bacillaríophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. En: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, H., & D. Mollenhauer, D. (Eds.), *Süsswasserfloravon Mitteleuropa*, 1, 5-85.

Komárek, J., & Fott, B. (1983). *Chlorophyceae. Chlorococcales*. En G. Huber-Pestalozzi, H. Heynig, & D. Mollenhauer (Eds.). *Sußwassersflora von Mitteleuropa*.

Mac Donagh, M. E., Casco, M., & Claps, M. (2005). Colonization of a Neotropical Reservoir (Córdoba, Argentina) by *Ceratium hirundinella* (O.F. Müller) Bergh. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 41(4), 291-299. https://doi.org/10.1051/limn/2005020

Macedo, R. L., Russo, P., Corrêa, R. F., Rocha, O., dos Santos, L. N., & Branco, C. W. (2021). The drifting dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925: fundamental niche shift during global invasion. *Hydrobiologia*, 848, 2105-2117. https://doi.org/10.1007/s10750-020-04495-5

Margalef, R. (1983). *Limnología*. Ed. Omega, Barcelona, España.

Martínez De Marco, S. N., Tracanna, B., Isasmendi, B., Alderete, M., Taboada, M. del C., & Mi-

rande, V. (2018). Evaluación del fitoplancton en el Embalse Escaba (Tucumán, Argentina) para caracterizar la calidad de sus aguas. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica,* 53, 521-542. https://doi.org/10.31055/1851.2372.v53.n4.21976

Meichtry, de Z. N., Boltovskoy, A., Costigliolo, R., & Rodríguez, M. (2014). Primer registro del dinoflagelado invasor *Ceratium furcoides* (LevanderLanghans 1925) en la Argentina y su distribución en el área de influencia del Embalse Yacyretá (río Paraná, Argentina-Paraguay), *Limnética,* 33, 153-160. https://doi.org/10.23818/limn.33.12

Ramírez, F. J., Guinder, V. A., Ferronato, C., & Krock, B. (2022). Increase in records of toxic phytoplankton and associated toxins in water samples in the Patagonian Shelf (Argentina) over 40 years of field surveys. *Harmful Algae*, 118, 102-117. https://doi.org/10.1016/j.hal.2022.102317

Reynolds, C. S. (1984). *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press.

Reynolds, C. S. (2006). *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University, New York.

Roldán Pérez, G. (1992). *Fundamentos de limnología neotropical. Medellín (Colombia*). Ed. Universidad de Antioquia, Colombia.

Rosso L., & Giannuzzi L. (2017). *Factores ambientales y antropogénicos que afectan la formación de floraciones de cianobacterias y cianotoxinas*. En L. Giannuzzi., L. Petcheneshsky L., & M. Hansen (Eds.), Cianobacterias como determinantes ambientales de la salud, pp 79-93. Ministerio de Salud de la Nación, Buenos Aires, Argentina.

Salusso, M. M., & Moraña, L. B. (2000). Características físicas, químicas y fitoplancton de ríos y embalses de la Alta Cuenca del río Juramento (Salta, Argentina). *Natura Neotropicalis* 31 (1-2), 20-44. https://doi.org/10.14409/natura.v1i31.3754

Salusso, M. M., & Moraña, L. B. (2023). Efficacy of microalgae removal by ozone pilot water treatment in a subtropical South American reservoir. *Lilloa,* 60, 1-5. https://doi.org/10.30550/j.lil/2023.60.1/2023.03.02

Smolko, L. C., Salusso, M. M., & Moraña, L. B. (2007). Estudio limnológico del embalse Campo Alegre (Provincia de Salta, Argentina): diez años después. *Congreso Internacional sobre Desarrollo, Medio Ambiente y Recursos Naturales: Sostenibilidad a Múltiples Niveles y Escalas*. Universidad Mayor de San Simón. Cochabamba, Bolivia.

Tell, G., & Conforti, V. (1986). Euglenophyta pigmentadas de la Argentina. *Bibliotheca Phycologica*, 75, 301.

Thomasson, K. (1963). Araucanian Lakes. *Acta Phytogeographica Suecica*, 47, 1-139.

Utermöhl H. (1958). Zur Vervollkomrnnung der quantitativen Phytoplankton-Methodic. Mitteilung Internationale Vereinigung Fuer Theoretische unde Amgewandte Limnologie.

Winder, M., & Sommer, U. (2012). Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia*, 698(1), 5-16. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5790-5_2